

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANDREAS LUIZ SCHWARZ MEYER

INTEGRANDO MODELAGEM DE NICHU ECOLÓGICO E DADOS EM SIG NA
AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DE *Leontopithecus* (PRIMATES: CALLITRICHINAE)
ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

CURITIBA
2013

ANDREAS LUIZ SCHWARZ MEYER

INTEGRANDO MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DADOS EM SIG NA
AVALIAÇÃO DA EXPOSIÇÃO DE *Leontopithecus* (PRIMATES: CALLITRICHINAE)
ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando C. Passos
Coorientador: Prof. Dr. Marcio R. Pie

CURITIBA
2013



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação Zoologia



TERMO DE APROVAÇÃO

ANDREAS LUIZ SCHWARZ MEYER

“Integrando Modelagem de Nicho Ecológico e Dados em SIG na Avaliação da Exposição de Leontopithecus (Primates: Callitrichinae) à Mudanças Climáticas”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas - Zoologia do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela seguinte Banca Examinadora:

Professor Dr. FERNANDO DE CAMARGO PASSOS (Orientador)

Professor Dr. PAULO DE MARCO JUNIOR
Membro Externo

Professor Dr. JOÃO MARCELO DELIBERADOR DE MIRANDA
Membro Interno

Curitiba, 26 de Fevereiro de 2013

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia/UFPR
Setor de Ciências Biológicas - Departamento de Zoologia
Caixa Postal 19020 - CEP 81531-980 - Curitiba - Paraná
Telefone/FAX +55 (0**41) 3361-1641

Dedicada à memória de minha querida avó, Ruth Schwarz (1931-2011).

AGRADECIMENTOS

Ao longo desses dois anos tive o privilégio de receber muito de várias pessoas. Embora estas palavras estejam longe de representar o quanto sou grato e feliz por poder citá-los aqui embaixo, saibam que todos, de alguma forma, foram fundamentais na minha formação. Foi uma honra compartilhar este período com vocês. Sinceramente, agradeço...

...a minha amada família, pelo apoio e amor incondicional. Pelos exemplos de coragem, força e humildade. Por nunca terem deixado que ausências me fizessem menor. Por acreditarem em mim, por me guiarem, por serem minha base. Obrigado por tudo, amo vocês;

...a minha mãe, Ellen Schwarz, pelo amor, carinho e por, durante toda a vida, nunca deixar me faltar nada. Por ser virar em duas e proporcionar todo o suporte para que eu pudesse me dedicar aos estudos. Por sempre ter segurado as barras sozinha, por ser meu maior exemplo de força;

...a minha namorada, parceira e melhor amiga Clarissa Ribeiro Teixeira, por todo amor e apoio. Por ter vivido tão intensamente estes últimos anos comigo. Por me aguentar falando de modelagem de nicho o tempo todo. Por aturar minha angústias nas horas difíceis e por sempre ter uma palavra de conforto. Por ser assim tão incrível. Por me entender e por me fazer melhor;

...ao meu orientador, Prof. Dr. Fernando C. Passos, pela oportunidade e confiança durante o mestrado e graduação;

...ao meu coorientador, Prof. Dr. Marcio R. Pie, pela oportunidade e confiança em meu trabalho. Pela enorme contribuição neste estudo. Por todas as conversas e trocas de ideias, por todos os "sims". Pelos convites para participar de diferentes projetos. Por instigar minha curiosidade;

...aos membros da banca, Prof. Dr. Paulo de Marco Júnior e Prof. Dr. João M. D. Miranda, pelas valiosas contribuições à versão final desta dissertação;

...aos meus estimados amigos José E. Silva-Pereira (Zé) e Rodrigo F. Moro-Rios (Crotalus) pelas conversas e discussões inspiradoras que tanto contribuíram em minha formação como pesquisador. Ao Crotalus, agradeço especialmente a oportunidade de passar aquele mês em Guapimirim, no Centro de Primatologia do Rio de Janeiro;

...aos meus grandes amigos do mestrado, em especial Fernando G. Barriento e Gabriel S. Magezi por toda a parceria ao longo desses anos;

...a equipe do Projeto Mico-leão-da-cara-preta: Rodrigo F. Moro-Rios, José E. Silva-Pereira, Gabriela Ludwig, Thiago Silvestre e Fernando G. Barriento;

...aos amigos que também escolheram este mundo gratificante, porém ~~hostil~~ complicado, da ciência. Por todas as risadas, conversas e cervejas: Ana Rorato,

Arthur Prudente (Bauru), Caio Noritake, Fábio Japa, Gustavo Gamba; Rebeca Wanderley, Vinícius Marcílio-Silva e Vinícius Richardi;

...aos meus grandes amigos de fora da universidade, por ~~quase~~ sempre entenderem quando precisei estar ausente;

...ao geógrafo e amigo César Siefert pela ajuda inicial com os programas de geoprocessamento;

...aos colegas do Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres e do Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos;

...aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Zoologia;

...ao CNPq, pela bolsa de estudos.

"Um homem precisa viajar. Por sua conta, não por meio de histórias, imagens, livros ou TV. Precisa viajar por si, com seus olhos e pés, para entender o que é seu. Para um dia plantar as suas próprias árvores e dar-lhes valor. Conhecer o frio para desfrutar do calor. E o oposto. Sentir a distância e o desabrigo para estar bem sob o próprio teto. Um homem precisa viajar para lugares que não conhece para quebrar essa arrogância que nos faz ver o mundo como imaginamos, e não simplesmente como é; que nos faz professores e doutores do que não vimos, quando deveríamos ser alunos, e simplesmente ir ver."

Amyr Klink - Mar sem fim

RESUMO

Compreender como a biodiversidade responderá às mudanças climáticas é um dos grandes desafios da ciência da conservação. Alterações no clima podem impor sérios riscos aos organismos, principalmente àqueles com distribuições restritas, populações reduzidas e baixa capacidade de dispersão. Micos-leões, *Leontopithecus* spp., são primatas ameaçados e endêmicos de Floresta Atlântica, cujas quatro espécies viventes encaixam-se nesse contexto. Neste estudo, integramos modelagem de nicho ecológico a dados em SIG sobre os remanescentes de Floresta Atlântica e unidades de conservação para estimar, em escala local, a exposição (i.e. dimensão das alterações climáticas as quais uma espécie ou localidade será submetida) dos habitats atualmente adequados nos períodos de 2050 e 2080, bem como avaliar a eficácia das unidades de conservação em reter áreas climaticamente favoráveis. Os modelos de nicho foram gerados no algoritmo Maxent e projetados em sete modelos de circulação global derivados do cenário climático A1B. Segundo nossas projeções, a área de ocorrência de *L. caissara* será pouco exposta às mudanças no clima. As populações de *L. chrysomelas* situadas a oeste de sua distribuição original serão potencialmente expostas, ao passo que habitats adequados serão mantidos somente em parte da porção leste. Reservas que abrigam as maiores populações de *L. chrysopygus* e *L. rosalia* não serão capazes de reter condições favoráveis. Dada a potencial exposição de importantes populações, ressaltamos a importância da condução de estudos complementares para investigar outros aspectos da vulnerabilidade do gênero (i.e. sensibilidade ao clima e capacidade de adaptação) e, assim, gerar subsídios mais robustos e apropriados para suportar decisões. O monitoramento das tendências populacionais nas áreas expostas e a proteção das regiões preditas como adequadas no futuro também devem ser priorizados.

Palavras-chave: AIC, Conservação, Floresta Atlântica, Incerteza de Modelos, Maxent, Micos-leões.

ABSTRACT

Understanding how biodiversity will respond to climate change is one of the greatest challenges of conservation science. Climatic changes are likely to impose serious risks to many organisms, especially those with narrow distribution ranges, small populations and low dispersal capacity. Lion tamarins, *Leontopithecus* spp., are endangered primates endemic to Brazilian Atlantic Forest (BAF), and the four living species fit right into this context. Here, we integrate ecological niche modeling and GIS-based information about BAF remnants and conservation units to estimate, at local scale, the exposure (i.e. the extent of climate change predicted to be experienced by a species) of current suitable habitats to climate change for 2050 and 2080, and evaluate the efficacy of protected areas in hold climatically suitable areas. Niche models were built using Maxent and then projected on seven global circulation models derived from the A1B climatic scenario. According to our projections, the occurrence area of *L. caissara* will be little exposed to climate change. Western populations of *L. chrysomelas* can be potentially exposed, whereas suitable habitats will be maintained only in part of the eastern region. Protected areas that harbor the largest current populations of *L. chrysopygus* and *L. rosalia* will not retain climatic suitability by 2080. Given the potential exposure of key lion tamarin populations, we stress the importance of conducting additional studies to assess other aspects of their vulnerability (i.e. sensitivity to climate and adaptive capacity) and, therefore, generate further robust and proper subsidies to support management decisions. Monitoring trends of exposed populations and protection of areas predicted to hold suitable conditions should also be prioritized.

Keywords: AIC, Brazilian Atlantic Forest, Conservation, Lion Tamarins, Maxent, Model Uncertainty

SUMÁRIO

1. Introdução	1
2. Material e Métodos.....	5
2.1. Preparação dos dados para a modelagem de nicho.....	5
2.2. Construção e seleção de modelos.....	6
2.3. Investigando a exposição às alterações climáticas.....	8
2.4. Considerando a incerteza dos modelos.....	8
2.5. Análises em SIG	9
3. Resultados.....	11
3.1. Modelagem de nicho ecológico.....	11
3.2. Análises em SIG	12
3.3. Exposição às alterações climáticas	14
3.4. Incerteza de modelos.....	17
4. Discussão	20
5. Conclusão.....	26
6. Referências.....	27
7. Apêndices.....	36
7.1. Apêndice 1	36
7.2. Apêndice 2.....	40

1. Introdução

Mudanças climáticas estão entre as principais ameaças à biodiversidade no século 21 (IPCC, 2007a; Pereira et al., 2010). Devido a estreita relação entre distribuição de espécies e clima (Cox e Moore, 2005; Davis e Shaw, 2001), estima-se que a taxa acelerada de alterações globais modifique muitos dos padrões de biodiversidade observados atualmente (IPCC, 2007a; Pereira et al., 2010). De fato, estudos vêm demonstrando que as tendências climáticas recentes já começaram a induzir respostas em várias espécies de plantas e animais (McCarty, 2001; Parmesan, 2006; Root et al., 2003; Thomas et al., 2006; VanDerWal et al., 2012). Entretanto, diversas lacunas permanecem em nosso conhecimento sobre como o clima afeta populações e comunidades (Nogués-Bravo e Rahbek, 2011; Richardson e Whittaker, 2010), e quais são as consequências de sua sinergia com fatores como fragmentação de habitat e dinâmica de populações (Brook et al., 2008; Keith et al., 2008; Root e Schneider, 2006). Além disso, ainda estamos relativamente distantes de aliar o modo e ritmo de nosso desenvolvimento socioeconômico às demandas necessárias para a redução do impacto antrópico sobre o planeta e seus ecossistemas (Hassan et al. 2005). Reunidos, estes fatores fazem da investigação dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade um dos grandes desafios da ciência da conservação nas próximas décadas (Pettorelli, 2012; Root e Schneider, 2006).

Atualmente, o método mais aplicado em pesquisas que avaliam este tipo de impacto é a modelagem de nicho ecológico (MNE) (Guisan e Thuiller, 2005; Guisan e Zimmermann, 2000). A MNE relaciona registros de presença ou presença/ausência de indivíduos a variáveis ambientais, usualmente bioclimáticas, gerando como resultado um mapa de adequabilidade ambiental que indica os locais onde as espécies podem persistir (Guisan e Thuiller, 2005; Guisan e Zimmermann, 2000). Assumindo estabilidade de nicho ao longo do tempo, equilíbrio entre espécie e clima (i.e. a espécie é capaz de ocorrer em todas as áreas preditas como ambientalmente adequadas) e a não influência de interações bióticas sobre a distribuição das espécies (Araújo e Pearson, 2005; Nogués-Bravo, 2009), modelos gerados com base em registros de ocorrência e variáveis atuais podem ser projetados em cenários climáticos futuros, inferindo assim a potencial distribuição de uma espécie em diferentes períodos de tempo (Guisan e Thuiller, 2005; Guisan e

Zimmermann, 2000). Apesar de muitas vantagens do uso da MNE serem reconhecidas (Carvalho et al., 2010; Hijmans e Graham, 2006; Pearson e Dawson, 2003), ainda existem ressalvas a respeito de sua utilização (Schwartz, 2012; Sinclair et al., 2010). Críticas ao uso da MNE baseiam-se principalmente na falta de verificação de seus pressupostos, na desconsideração das incertezas dos modelos (ex. projeção de distribuições em climas não análogos) e no fato da MNE não considerar aspectos chave da biologia das espécies, como interações interespecíficas, capacidade de adaptação e dispersão (Schwartz, 2012; Sinclair et al., 2010).

Devido a estas limitações, alguns autores passaram a sugerir o desenvolvimento de uma avaliação multidisciplinar que considere, além da MNE, manipulações experimentais, modelos mecanicistas (e.g. ecofisiológicos), modelos de dinâmicas populacionais, monitoramento de longo prazo, dados paleoecológicos, entre outros (Dawson et al., 2011; Franklin, 2010; Williams et al., 2008). Teoricamente, esta integração é considerada fundamental para que a avaliação dos impactos das mudanças no clima contemple todos os aspectos da vulnerabilidade de uma espécie, os quais incluem: exposição (dimensão das alterações climáticas as quais uma espécie será exposta), sensibilidade (o quanto a sobrevivência, persistência e/ou aptidão dessa espécie depende do clima) e capacidade de adaptação (capacidade da espécie de lidar com as mudanças, seja se adaptando *in situ* ou migrando para locais mais adequados) (Dawson et al., 2011; Williams et al., 2008). Entretanto, apesar do grande potencial deste tipo de abordagem, sua aplicação ainda é complexa, dado que esta ciência integrada das mudanças climáticas requer uma base de dados extensa e que seja capaz de identificar processos limitantes chave da biologia das espécies. A falta de registros fósseis, a ausência de estudos de longo prazo específicos e as dificuldades no desenvolvimento de abordagens experimentais são comuns a vários organismos (Collen et al., 2008) e esta carência de dados afeta diretamente nossa capacidade de incorporar métodos multidisciplinares na avaliação dos impactos das mudanças do clima. Uma vez que as ameaças à biodiversidade caminham em um ritmo mais acelerado que a geração de conhecimento sobre a biologia das espécies (Malcom et al., 2006; Thomas et al., 2004), aguardar até o acúmulo completo de informações pode ser uma opção arriscada em um mundo que enfrenta uma taxa de mudanças tão acelerada (IPCC, 2007b). Modelos de nicho ecológico construídos com rigor, nos

quais a incorporação de incertezas e a combinação dos resultados de diferentes cenários de mudanças somem-se a uma interpretação cautelosa dos resultados, ainda fazem da MNE uma ferramenta útil e valiosa para que possamos avaliar quando e onde espécies estarão mais expostas à mudanças climáticas (Araújo et al., 2011; Araújo e New, 2007; Carvalho et al., 2010; Green et al. 2008; Hijmans e Graham, 2006; Pearson e Dawson, 2003; Warren, 2012). A partir desta avaliação, subsídios relevantes podem ser gerados para que (1) recursos e esforços destinados à questão climática sejam utilizados de forma mais eficiente, (2) estratégias de conservação passem a ser delineadas sob o contexto das alterações climáticas (ex. priorizar a proteção das áreas climaticamente estáveis) e (3) guiar a coleta de informações que permitam uma avaliação mais completa da vulnerabilidade da biodiversidade diante das mudanças no clima (ex. monitoramento de tendências populacionais em áreas expostas às mudanças no clima) (Dawson et al., 2011; Hannah et al., 2007).

Micos-leões (*Leontopithecus* spp., Primates: Callitrichinae) figuram entre os primatas mais ameaçados do mundo (Mittermeier et al., 2007). Endêmicos de Floresta Atlântica, estes animais dividem-se em quatro espécies alopatricamente distribuídas (Fig. 1): *L. chrysomelas* (mico-leão-de-cara-dourada), *L. caissara* (mico-leão-de-cara-preta), *L. rosalia* (mico-leão-dourado) e *L. chrysopygus* (mico-leão-preto). Exceto por *L. caissara*, espécie naturalmente rara, o gênero compartilha uma história semelhante, na qual a devastação de hábitat e o tráfico de animais foram responsáveis pelo seu drástico declínio populacional (Rylands et al., 2002a). Espécies como *L. rosalia* e *L. chrysopygus* chegaram à beira da extinção na década de 1960, sendo o último considerado extinto por muitos anos (Coimbra-Filho, 1970; Rylands et al., 2002a). Contudo, intensos esforços, direcionados principalmente a *L. rosalia*, conseguiram reestabelecer uma parcela das populações do gênero (Rylands et al., 2002a, 2002b). Ainda assim, atualmente todos encontram-se em perigo de extinção (EN), exceto por *L. caissara*, o qual está criticamente em perigo (CR) (IUCN, 2012). As principais ameaças atuais a *L. rosalia*, *L. chrysomelas* e *L. chrysopygus* são contínua pressão antrópica sobre a Floresta Atlântica, o alto grau de isolamento das populações e suas distribuições restritas (Kierulff et al., 2008a, 2008b, 2008c; Rylands et al., 2002b). Para *L. caissara*, as principais ameaças residem em seu reduzido tamanho populacional e distribuição extremamente restrita (Kierulff et al., 2008d; Nascimento et al., 2011). Apesar de nenhum estudo abordar

explicitamente o tema, pesquisadores tem sugerido que micos-leões possuem uma limitada capacidade de dispersão (Zeigler et al., 2011). Além disso, estudos prévios revelaram baixos níveis de variabilidade genética para *L. rosalia* (Grativol et al., 2001) e *L. caissara* (Martins et al., 2011). Somados, estes fatores fazem com que *Leontopithecus* seja um gênero particularmente vulnerável a perturbações ambientais (Gibson et al., 2010; Isaac et al., 2009). Apesar dos numerosos esforços dedicados à conservação destes animais, até hoje nenhuma atenção foi destinada a investigar os possíveis impactos das mudanças do clima sobre o grupo, as quais podem, por si ou sinergeticamente com outros fatores, impor sérios riscos às suas populações (Araújo et al., 2004; Brook et al., 2008; Root e Schneider, 2006).

Neste estudo, integramos MNE a dados em SIG (sistema de informações georreferenciadas) sobre os remanescentes de Floresta Atlântica e unidades de conservação para avaliar a exposição das áreas de potencial ocorrência do gênero aos impactos das mudanças climáticas. Aspectos importantes da MNE como seleção da área de estudo, seleção de modelos de ajuste apropriado e incorporação de incertezas foram considerados. Especificamente, este estudo teve como intuito responder as seguintes perguntas: Qual a extensão de habitat disponível atualmente para cada espécie do gênero *Leontopithecus*? Estes habitats estarão expostos aos potenciais impactos das alterações climáticas nos períodos de 2050 e 2080? As unidades de conservação existentes serão capazes de reterem áreas climaticamente adequadas ao gênero no futuro?

2. Material e Métodos

2.1. Preparação dos dados para a modelagem de nicho

Registros de presença das quatro espécies de micos-leões foram obtidos através de revisão na literatura e pela consulta da base de dados online speciesLink (splink.cria.org.br). Para evitar a inclusão de dados que contivessem algum tipo de erro todos os registros encontrados foram projetados no programa Google Earth. Aqueles que estivessem em localidades não correspondentes às descritas nas coleções/artigos ou que estivessem além do limite altitudinal conhecido para as espécies foram excluídos. Registros obtidos através de evidências indiretas (entrevistas, por exemplo) não foram considerados.

Ao modelarmos a distribuição de espécies com alto grau de endemismo, um *trade-off* pode surgir entre possuir um número razoável de registros de ocorrência e evitar a inclusão de dados espacialmente dependentes. Na tentativa de aumentar a independência entre os pontos sem comprometer os resultados com uma redução significativa no conjunto de dados (Araújo et al., 2005), uma abordagem conservadora foi aplicada de acordo com o número de registros obtidos para cada espécie e seu grau de agrupamento. Esta abordagem consistiu na geração de um *buffer* ao redor de todos os pontos de ocorrência obtidos para cada espécie. Pontos com menos de 2 km de distância entre si foram excluídos para *L. caissara* e *L. chrysopygus*, e registros com menos de 5 km foram excluídos para *L. chrysomelas* e *L. rosalia*.

Para cada espécie, a área de estudo (*background*) foi selecionada levando em conta áreas do entorno da distribuição atual e que ainda estivessem sob a área de abrangência original da Floresta Atlântica. Esta abordagem é conhecida por melhorar significativamente os resultados da MNE, sendo particularmente apropriada para estudos que projetam distribuições através do tempo (Anderson e Raza, 2010; Barve et al., 2011; Elith et al. 2010). Em seguida, um conjunto preliminar de 19 variáveis bioclimáticas mais altitude (Apêndice 2), a uma resolução espacial de 30 arc-segundos (aproximadamente 1 km x 1 km próximo ao equador), foi selecionado (Hijmans et al., 2005; worldclim.org) e as variáveis foram "cortadas" de acordo com a extensão do *background* de cada espécie. As variáveis de cada *background* foram então submetidas um teste pareado de correlação de Pearson.

Aquelas que apresentaram valores de correlação superiores a 0.85 foram desconsideradas (Elith et al., 2010) (Apêndice 2). Os testes de correlação foram realizados no programa ENMTools 1.3 (Warren et al., 2010).

2.2. Construção e seleção de modelos

Os modelos de nicho ecológico foram gerados pelo *software* Maxent 3.3.3.k (Phillips et al., 2006). Maxent é um algoritmo de aprendizagem de máquina que utiliza dados de ocorrência para estimar a probabilidade cumulativa de distribuição de máxima entropia (i.e. aquela com menos restrições) (Phillips et al., 2006; Phillips e Dudík, 2008). A adequabilidade de cada célula do mapa é modelada como uma função das variáveis ambientais, onde o resultado varia entre 0 (habitat inadequado) e 1 (habitat ótimo) (Phillips e Dudík, 2008). Entre os métodos atuais de MNE, Maxent é um dos que apresenta melhor desempenho, mesmo quando o número de registros de ocorrência é limitado (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006). Para mais detalhes sobre o método e suas aplicações consultar Phillips et al. (2006) e Phillips e Dudík (2008).

Uma vez que a adequabilidade ambiental resultante da modelagem possui valores contínuos, um limiar de corte foi aplicado para distinguir áreas ambientalmente adequadas e inadequadas. O limiar escolhido foi aquele que maximiza a sensibilidade somada a especificidade do modelo (*maximum training sensitivity plus specificity*). Este limiar foi escolhido pois apresenta desempenho satisfatório (Bean et al., 2011; Liu et al., 2005), e pelo fato de seus valores, usualmente superiores a limiares como o de "mínima presença", minimizarem a probabilidade de falsos-positivos (ou erros de comissão), os quais podem levar a falhas na identificação de áreas prioritárias à conservação (Loiselle et al., 2003).

Selecionar modelos de nicho com ajuste apropriado é fundamental para que erros oriundos da utilização daqueles de maior ou menor ajustes sejam evitados (Warren e Seifert, 2011). Aqui, utilizamos o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc; Akaike, 1974) como base para eleger os modelos de melhor ajuste. Recentemente, simulações demonstraram que o AICc possui uma performance superior a outras métricas usualmente aplicadas na seleção de modelos, como a AUC de teste, por exemplo (Warren e Seifert, 2011). Seguimos a abordagem inicialmente proposta por Pie et al. (2013) para construir e selecionar os modelos de

nicho ecológico. Primeiramente, um modelo global foi gerado para cada espécie utilizando todas as variáveis selecionadas após a análise de correlação. Para *L. rosalia* e *L. chrysomelas*, o modelo global foi construído com base em 100 replicações, onde em cada uma 75% dos registros de ocorrência foram utilizados para treinar e 25% para testar os modelos. A partição de dados foi aleatória e o método de validação empregado foi o bootstrap. Devido ao número reduzido de registros de ocorrência (ver resultados), os modelos globais de *L. chrysopygus* e *L. caissara* foram baseados em 10 replicações, onde 90% dos registros foram utilizados para treino e 10% para teste. A partição também foi aleatória e a validação ocorreu pelo método de validação cruzada. Em seguida, os valores de "importância de permutação" obtidos foram utilizados como critério para medir a contribuição de cada variável na construção dos modelos globais. Então, modelos mais simples foram gerados através da exclusão sucessiva da variável de menor importância de permutação. Cada um destes modelos finais foi gerado utilizando a configuração padrão do Maxent, destinando todos os pontos para o treino do modelo e realizando somente uma replicação. Os modelos resultantes para cada espécie foram comparados e aqueles de menor AICc selecionados. Os valores de AICc foram calculados no programa ENMTools 1.3 (Warren et al., 2010).

Os resultados da modelagem atual foram complementados através da inclusão de dados sobre a acessibilidade das espécies às áreas preditas como ambientalmente adequadas. Considerar acessibilidade e adequabilidade ambiental permite a obtenção de uma representação mais realista sobre distribuição de *Leontopithecus*, uma vez que entre os principais fatores conhecidos por afetar a distribuição dos organismos, apenas interações bióticas não foram consideradas (Soberón, 2007). Sendo assim, rios conhecidos como barreiras geográficas para cada espécie foram considerados (ver Rylands et al., 2002b para uma revisão). Para *L. chrysomelas*, foram excluídas áreas ao norte do Rio de Contas e ao sul do Rio Jequitinhonha, respectivamente os limites norte e sul de sua distribuição. Para *L. chrysopygus*, áreas a oeste do Rio Paraná, ao sul do Alto Rio Paranapanema e ao norte do Rio Tietê também foram desconsideradas. Aparentemente, nenhum rio limita as distribuições de *L. rosalia* e *L. caissara*, portanto, somente áreas insulares sem registro das espécies foram excluídas.

2.3. Investigando a exposição às alterações climáticas

Para investigar quando e onde as áreas da distribuição potencial atual de *Leontopithecus* serão mais expostas aos impactos das alterações climáticas, os modelos finais de nicho ecológico obtidos para o presente foram projetados em dois períodos: 2050 e 2080. O cenário climático escolhido foi o A1B, derivado do 4º Relatório do IPCC, o qual descreve um futuro com rápido crescimento econômico e cuja alta demanda energética não será suprida exclusivamente por combustíveis fósseis (IPCC, 2007b). O aumento médio esperado na temperatura do planeta será de 2,8°C até 2100 (IPCC, 2007b). Dentro deste cenário, sete modelos globais de circulação atmosfera-oceano (AOGCMs) foram utilizados: CCCMA-CGCM3.1, CSIRO-MK3.0, IPSL-CM4, MPI-ECHAM5, NCAR-CCSM3, UKMO-HADCM3 e UKMO-HADGEM1. Foram consideradas adequadas as áreas onde houve consenso entre as projeções de ao menos cinco AOGCMs (Araújo et al., 2005; Araújo e New, 2007).

2.4. Considerando a incerteza dos modelos

Apesar de ainda ser negligenciada em vários estudos (ex. Urbina-Cardona e Flores-Villela, 2010; Kumar, 2012; Zimbres et al., 2012), a abordagem explícita das incertezas da MNE é fundamental, principalmente quando estes tem como propósito guiar medidas de conservação (Araújo et al., 2005; Diniz-Filho et al., 2009; Schwartz, 2012; Sinclair, 2010). Aqui, consideramos as incertezas dos resultados através de duas abordagens. A primeira consistiu na geração de um modelo "consenso" (descrito na seção anterior), integrando diferentes AOGCMs e, portanto, reduzindo a variação entre os modelos ao considerar somente áreas de alta concordância entre as projeções (Araújo et al., 2005; Araújo e New, 2007; Diniz-Filho et al., 2009). A segunda avaliou a questão dos climas não análogos na projeção de distribuição de espécies (Fitzpatrick e Hargrove, 2009). O fato dos modelos de nicho ecológico serem calibrados com base na relação atual entre espécies e clima faz com que sua projeção em climas dissimilares possa ser problemática, dado que os modelos não são informados sobre como as espécies responderão ao encontrarem condições ambientais distintas das observadas atualmente (Fitzpatrick e Hargrove, 2009). Para considerar este aspecto,

empregamos a análise MESS (*multivariate environmental similarity surface*) (Elith et al., 2010), a qual indica áreas onde as variáveis exibem valores que extrapolam a amplitude observada no presente. A identificação destas novidades climáticas oferece uma medida quantitativa da incerteza dos modelos, permitindo uma interpretação mais prudente dos resultados (Elith et al., 2010). Este procedimento foi implementado individualmente em todos os modelos gerados. Uma vez identificadas, estas áreas de incerteza foram mapeadas e incorporadas aos modelos finais de cada espécie.

2.5. Análises em SIG

Para quantificar em escala local a extensão atual de habitat disponível e a exposição destes às alterações climáticas, os mapas de distribuição presente e futura obtidos para cada espécie foram sobrepostos a um mapa dos remanescentes florestais de Floresta Atlântica no Brasil (SOS MA/INPE, 2009). Sendo assim, os remanescentes localizados dentro das regiões classificadas como ambientalmente adequadas para o tempo presente foram selecionados. Posteriormente, estes foram quantificados de acordo com seu tamanho. O tamanho mínimo dos fragmentos analisados foi definido com base na menor área de vida conhecida para cada espécie.

Segundo Heltne (1978; apud Rylands e Nogueira Neto, 1994), uma área de ao menos 10000 ha seria necessária para abrigar uma população mínima viável (PMV) de calitriquíneos. Este dado é corroborado por Zeigler et al. (2010), que utilizando análises de viabilidade populacional concluíram que, dada uma densidade média de indivíduos, uma área de aproximadamente 11600 ha seria capaz de abrigar uma população de *L. chrysomelas* geneticamente diversa (98% de variabilidade) e viável em longo prazo. Para obter uma estimativa conservadora consideramos os fragmentos com no mínimo 10000 ha, inseridos nas áreas preditas como ambientalmente adequadas, capazes de manter PMVs e geneticamente diversas de *Leontopithecus*.

No caso das projeções futuras, consideramos aqueles remanescentes localizados em áreas preditas como ambientalmente adequadas por ao menos 5 dos 7 AOCGMs utilizados. Remanescentes que sobrepusessem parcialmente as áreas com as condições mencionadas acima foram selecionados quando ao menos

metade da sua extensão estivesse contida na área considerada ou quando a área sobreposta ultrapassasse 1000 ha. Apesar da fragmentação da paisagem limitar a possibilidade de dispersão dos micos-leões, regiões que não fazem parte da área de distribuição atual das espécies também foram examinadas.

Para avaliar a eficácia das unidades de conservação em reter condições climáticas adequadas à persistência de *Leontopithecus* utilizamos a base de dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (MMA, 2012), o qual contém informações em SIG sobre as unidades de conservação (UCs) brasileiras. Este mapa também foi sobreposto ao mapa de adequabilidade gerado pela MNE. Foram incluídas nestas análises somente Unidades de Conservação de Proteção Integral que estivessem dentro da área predita como ambientalmente adequada às espécies, que possuíssem mais de 5000 ha ou que tivessem importância conhecida para o gênero (Rylands et al. 2002b). Seguindo a abordagem realizada com os fragmentos, apenas UCs localizadas em áreas preditas como adequadas por ao menos 5 AOGCMs foram classificadas como adequadas à persistências das espécies.

3. Resultados

3.1. Modelagem de nicho ecológico

Um total de 26, 18, 34 e 40 registros de ocorrência foram pré-selecionados para *L. caissara*, *L. chrysopygus*, *L. chrysomelas* e *L. rosalia*, respectivamente. Após a exclusão dos registros mais próximos (ver métodos), o conjunto de dados final foi composto por 14, 16, 26 e 33 registros para *L. caissara*, *L. chrysopygus*, *L. chrysomelas* e *L. rosalia*, respectivamente (Tab. 1 e Apêndice 1). Os valores de AICc, importância de permutação, bem como as variáveis utilizadas na construção de cada modelo estão indicados na Tab. 1.

Tabela 1. Números de registros de ocorrência, valores de AICc, variáveis utilizadas e seus respectivos valores de importância de permutação (PI). PI_g refere-se a PI das variáveis no modelo global e PI_f no modelo final.

Espécie	Nº de registros	AICc	Variável	Nome	PI _g (%)	PI _f (%)
<i>L. chrysomelas</i>	26	562,916	Bio 4	Sazonalidade da temperatura	43,5	59,6
			Bio 16	Precipitação do trimestre mais úmido	18,4	7,7
			Bio 19	Precipitação do trimestre mais frio	14,4	18,7
			Bio 15	Sazonalidade da precipitação	11,4	12,2
			Bio 11	Temp, média do trimestre mais frio	6,0	1,8
<i>L. rosalia</i>	33	679,618	Bio 3	Isotermalidade	55,3	71,2
			Bio 7	Variação média anual da temperatura	27,1	6,0
			Bio 11	Temp, média do trimestre mais frio	11,5	11,7
			Bio 17	Precipitação do trimestre mais seco	2,9	11,1
<i>L. chrysopygus</i>	16	447,696	Bio 17	Precipitação do trimestre mais seco	59,5	78,7
			Bio 4	Sazonalidade da temperatura	17,1	18,9
			Bio 16	Precipitação do trimestre mais úmido	13,4	2,5
<i>L. caissara</i>	14	215,538	Bio 18	Precipitação do trimestre mais quente	66,6	50,8
			Bio 2	Variação média diária da temperatura	13,2	13,1
			Bio 3	Isotermalidade	9,5	21,8
			Bio 5	Temp, máxima do mês mais quente	4,3	14,3

Os mapas resultantes da MNE no tempo presente são exibidos na Fig. 1 e indicam as áreas ambientalmente adequadas à ocorrência das quatro espécies de *Leontopithecus*. Devido ao limiar de corte utilizado, os resultados tendem a ser conservadores quanto a extensão de habitat disponível para as espécies. Ainda assim, as áreas preditas mostram-se congruentes com o conhecimento atual a

respeito da distribuição original do gênero (Hershkovitz, 1977; Rylands et al., 2002b). Os resultados obtidos para *L. caissara* (Fig. 1d), no entanto, extrapolam ligeiramente os limites norte e oeste da distribuição continental conhecida atualmente (Lorini e Persson, 1994; Nascimento et al., 2011). Para *L. chrysopygus*, o resultados indicam adequabilidade em algumas áreas onde a ocorrência da espécie ainda é duvidosa (Rylands et al. 2002b) – porções aos extremos norte e sudeste do mapa de adequabilidade (Fig. 1c).

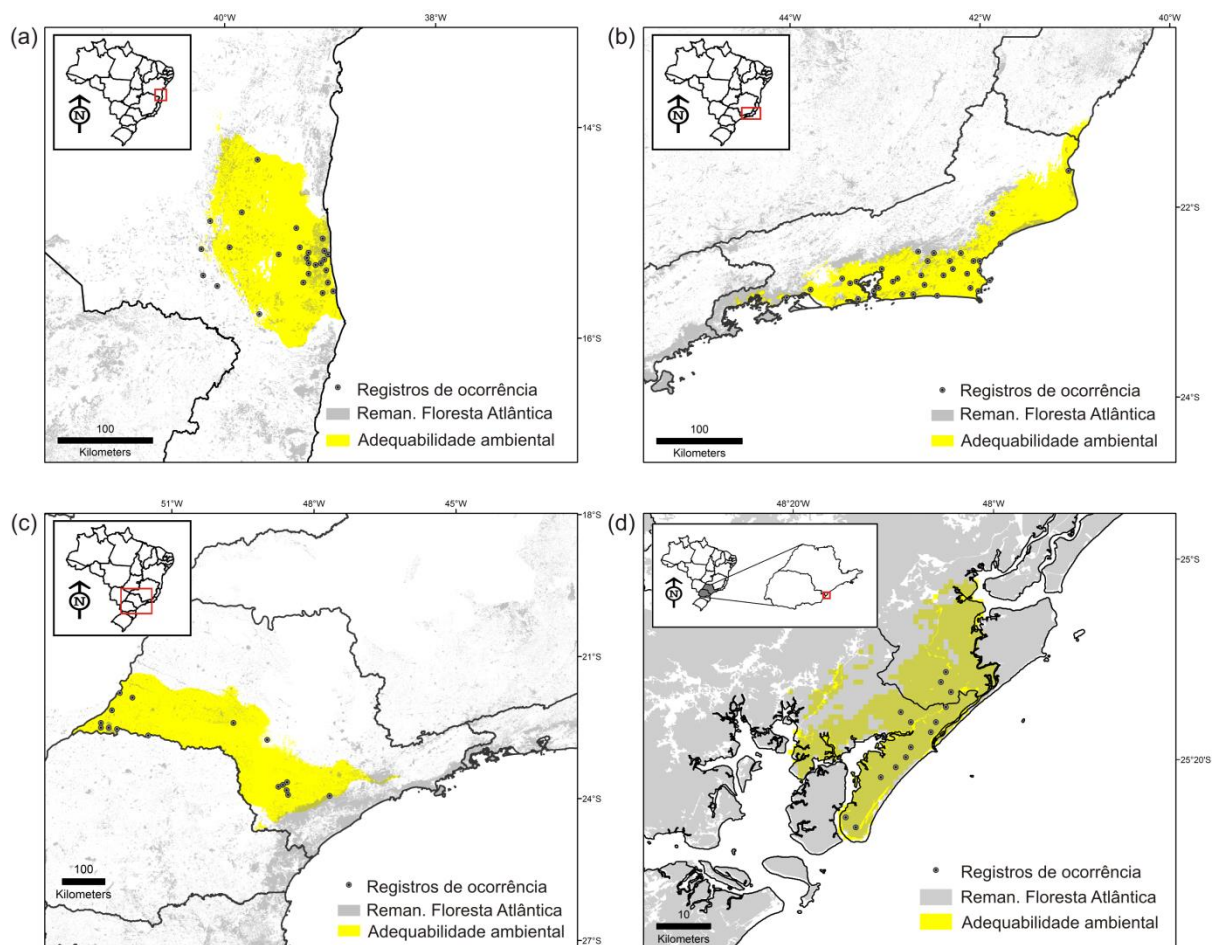


Figura 1. Mapas resultantes da modelagem de nicho ecológico para as quatro espécies de mico-leões: (a) *Leontopithecus chrysomelas*, (b) *L. rosalia*, (c) *L. chrysopygus* e (d) *L. caissara*. Os pontos em cinza indicam os registros de ocorrência utilizados na MNE. As áreas em cinza referem-se aos remanescentes de Floresta Atlântica no Brasil (SOS MA/INPE, 2009). As regiões em amarelo correspondem as áreas preditas como ambientalmente adequadas à ocorrência das espécies.

3.2. Análises em SIG

A Fig. 1 mostra a distribuição dos remanescentes contemporâneos de Floresta Atlântica, ilustrando a dimensão da disponibilidade atual de habitat para as

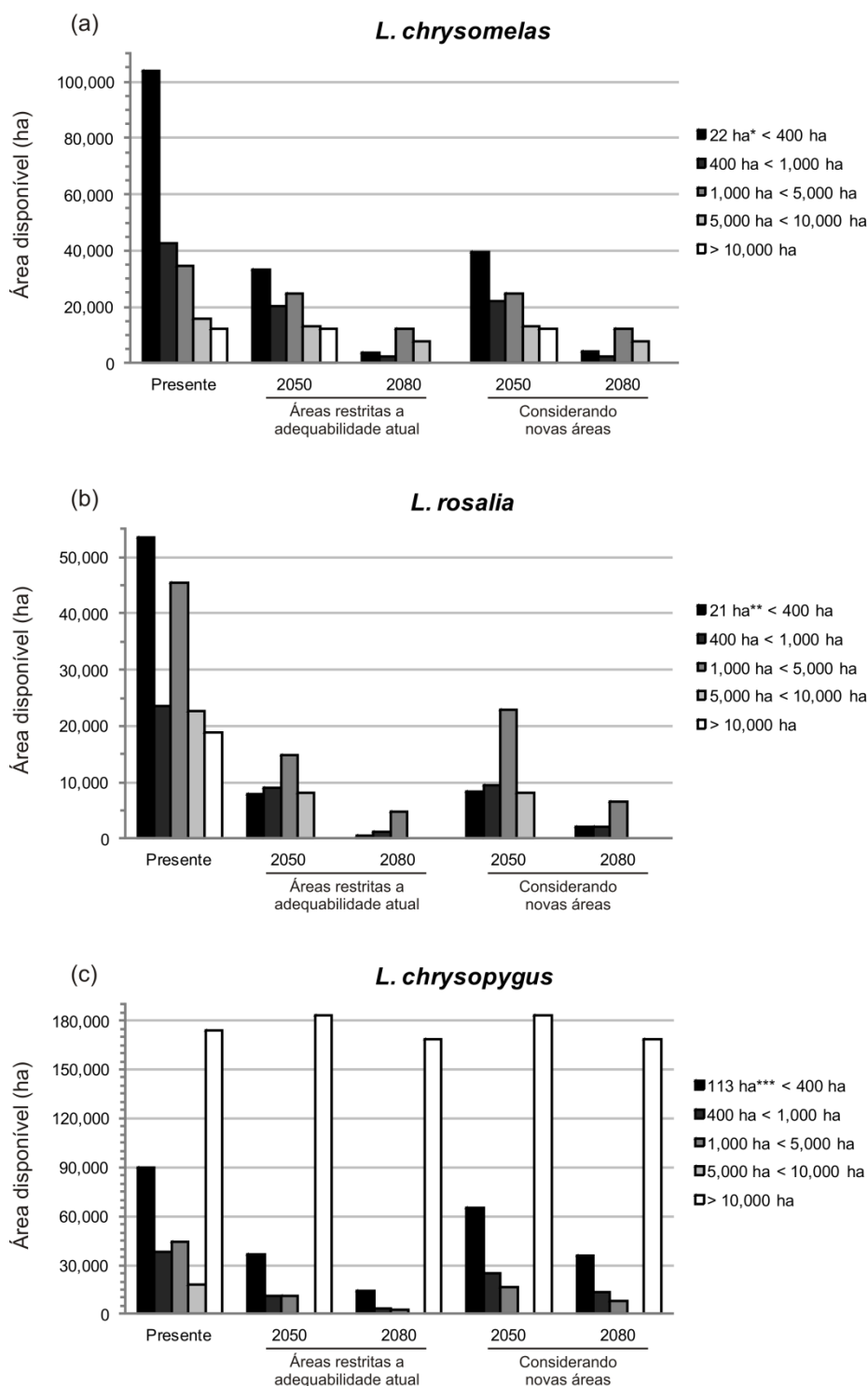


Figura 2. Quantificação da área dos remanescentes de Floresta Atlântica inseridos nas regiões preditas como ambientalmente adequadas pela modelagem de nicho ecológico. A classificação foi feita de acordo com o tamanho dos fragmentos. As barras indicam a área total (em hectares) disponível de acordo com o tamanho dos fragmentos. Foram considerados tanto remanescentes restritos aos limites da adequabilidade ambiental atual quanto novas áreas fora destes limites. Foram quantificados apenas os remanescentes localizados em áreas de consenso entre cinco ou mais AOGCMs. O tamanho mínimo dos remanescentes corresponde as menores áreas de vida conhecidas para as espécies. Os asteriscos assinalam as publicações referentes a estes dados (*Oliveira, 2010; **Dietz et al., 1997; ***Valadares-Padua, 1993).

espécies. A Fig. 2 exibe a quantificação dos remanescentes de Floresta Atlântica inseridos nas áreas adequadas previstas pela MNE. *Leontopithecus caissara* não foi incluído nesta análise pois sua distribuição original concentra-se totalmente em áreas florestadas (Fig. 1d). Assumindo que os mapas obtidos pela MNE representam uma aproximação da distribuição original do gênero (i.e. distribuição anterior a fragmentação da Floresta Atlântica), é possível mensurar a quantidade de habitat ambientalmente adequado que resta a cada espécie. Segundo a MNE, as distribuições de *L. chrysomelas*, *L. rosalia* e *L. chrysopygus* compreendiam cerca de 1836000 ha, 1509000 ha e 7462000 ha, respectivamente. Atualmente, os fragmentos florestais disponíveis representam, respectivamente, 11,4%, 10,9% e 4,9% destas áreas. Do habitat restante para *L. chrysomelas*, a grande maioria concentra-se em fragmentos com tamanho inferior a 1000 ha (Fig. 2a). Apenas um fragmento capaz de abrigar uma PMV encontra-se inserido nas regiões adequadas para esta espécie, sendo esta a classe de tamanho com a menor quantidade de habitat disponível entre todas as outras (Fig. 2a). Já para *L. rosalia*, a maior parte do habitat restante é composta por remanescentes de tamanho superior a 1000 ha (Fig. 2b). Apesar de ser a espécie com a extensão original mais reduzida, *L. chrysopygus* conta atualmente com a maior porção remanescente de áreas adequadas, cerca de 364000 ha. Embora uma parcela substancial destas áreas seja compreendida por fragmentos com mais de 10000 ha (Fig. 2c), apenas duas áreas são responsáveis por estes valores, o Parque Estadual Morro do Diabo e a Serra de Paranapiacaba.

3.3. Exposição às alterações climáticas

Os resultados das projeções climáticas futuras são apresentados na Fig. 3, que exibe as áreas de consenso entre os diferentes AOGCMs utilizados e os limites das unidades de conservação analisadas. Considerando o consenso entre ao menos cinco AOGCMs, observa-se uma tendência à redução das áreas ambientalmente adequadas a *Leontopithecus*. Para *L. chrysomelas*, parte das áreas atualmente adequadas tendem a ficarem expostas às mudanças no clima, sendo que apenas uma estreita faixa de habitat permanecerá adequada até 2080 (Fig. 3a,b). Grande parte das áreas adequadas para *L. rosalia* no presente também serão expostas às

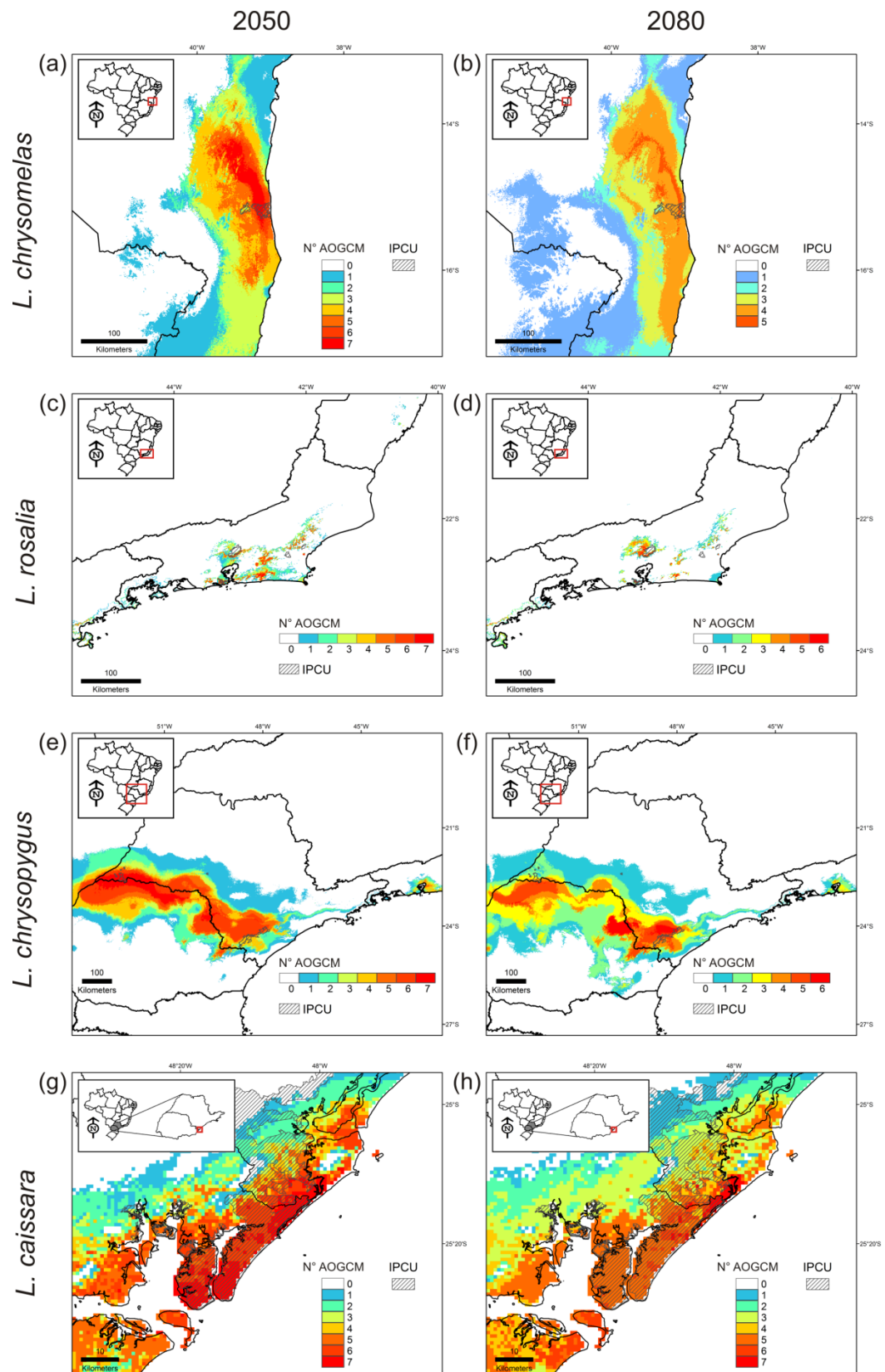


Figura 3. Resultado das projeções de adequabilidade ambiental para os anos de 2050 e 2080. A escala de cores refere-se ao número de AOGCMs que classificaram as regiões como ambientalmente adequadas. As áreas hachuradas indicam os locais delimitados por Unidades de Conservação de Proteção Integral (IPCU).

alterações climáticas e somente algumas manchas esparsas de habitat permanecerão adequadas até 2080 (Fig. 3c,d). Para *L. chrysopygus*, é possível observar o deslocamento das regiões ambientalmente favoráveis em direção ao sul, restando poucas áreas inseridas nos limites atuais de distribuição (Fig. 3e,f). Até 2080, a maior extensão de habitat adequado para a espécie estará concentrada na região sudeste do estado de São Paulo (Fig. 3f). A espécie menos exposta às alterações climáticas será *L. caissara* (Fig. 3g,h), com suas projeções indicando, tanto a manutenção da adequabilidade em grande parte da distribuição atual, quanto um ganho de novos habitats. Apenas um leve declínio no consenso dos AOGCMs no ano de 2080, principalmente na porção continental, não permitiu que toda a área de distribuição potencial atual fosse considerada climaticamente adequada (Fig. 3g,h).

A extensão dos possíveis impactos das alterações climáticas sobre os remanescentes florestais está quantificada na Fig. 2. Considerando tanto fragmentos restritos a distribuição potencial histórica quanto fragmentos inseridos em novas áreas, esta quantificação permite uma visualização mais informativa da exposição dos habitats remanescentes às mudanças no clima. Para *L. chrysomelas*, observa-se uma redução de aproximadamente 87% na adequabilidade das áreas ocupadas por remanescentes florestais (Fig. 2a). A inclusão de áreas que não fazem parte dos limites de distribuição atual pouco alterou este panorama (Fig. 2a). *Leontopithecus rosalia* será a espécie com a maior extensão de habitat exposto às alterações climáticas, mesmo ao considerarmos novas áreas (Fig. 2b). Já *L. chrysopygus* terá a adequabilidade ambiental mantida em aproximadamente 52% de sua distribuição potencial atual (Fig. 2c). Ainda assim, a maioria dos fragmentos de porte pequeno estarão potencialmente expostos às mudanças do clima (Fig. 2c). As principais regiões de adequabilidade futura para a espécie estarão restritas a sudeste do estado de São Paulo (Fig. 3e,f e Fig. 2c).

A Tabela 2 ilustra a eficácia das Unidades de Conservação em reter as condições ambientalmente adequadas ao gênero. De modo geral, a maioria das unidades de conservação não mantiveram condições favoráveis à persistência das espécies (Tab. 2, Fig. 3). As únicas unidades de conservação analisadas que aumentaram as áreas adequadas foram o Parque Estadual Intervales e o Parque Estadual Alto do Ribeira, localizados nas áreas adequadas a *L. chrysopygus* (Tab. 2). O Parque Nacional do Superagui (*L. caissara*) e o Parque Estadual Carlos

Botelho (*L. chrysopygus*) apresentaram uma queda branda em suas áreas adequadas (Tab. 2). Nas unidades de conservação restantes, a perda de adequabilidade variou entre 25%, no Parque Estadual do Lagamar de Cananeia (*L. caissara*), a 100% na Estação Ecológica Mico-leão-preto (*L. chrysopygus*) e na Reserva Biológica União (*L. rosalia*) (Tab. 2).

Tabela 2. Principais Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCs) inseridas nas áreas ambientalmente adequadas para *Leontopithecus*. Os valores referem-se ao percentual de área ambientalmente adequado para os três períodos de tempo analisados.

Espécie	UCs	Área (%) predita como adequada		
		Presente	2050	2080
<i>L. chrysomelas</i>	Parque Nacional da Serra das Lontras	99%	9%	0%
	Reserva Biológica de Una	99%	99%	25%
	Refúgio Biológico de Una	94%	94%	19%
<i>L. rosalia</i>	Reserva Biológica de Poço das Antas	100%	0%	0%
	Reserva Biológica União	100%	0%	0%
<i>L. chrysopygus</i>	Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira	5%	10%	32%
	Estação Ecológica de Caetetus	100%	0%	0%
	Parque Estadual Carlos Botelho	70%	82%	55%
	Parque Estadual Intervales	14%	36%	73%
	Estação Ecológica Mico-leão-preto	100%	76%	0%
	Parque Estadual Morro do Diabo	100%	100%	6%
	Parque Estadual do Lagamar de Cananéia	34%	16%	9%
<i>L. caissara</i>	Parque Nacional do Superagui	65%	65%	61%

3.4. Incerteza de modelos

A Fig. 4 apresenta os resultados das projeções climáticas (Fig. 3) após o mapeamento das áreas onde a análise MESS (Elith et al., 2010) indicou extrapolação de modelos. As alterações mais significativas são observadas nos resultados obtidos para *L. chrysomelas* (Fig. 4a,b) e *L. caissara* (Fig. 4g,h). Para essas duas espécies, grande parte das áreas preditas como ambientalmente adequadas em 2050 sofrem influência de variáveis dissimilares, com uma tendência ainda mais forte para o período de 2080 (Fig. 4a,b e 4g,h). O mesmo se aplica para as áreas de baixo consenso entre os modelos (congruência entre quatro ou menos AOGCMs). Para *L. rosalia*, as áreas apontadas como climaticamente adequadas para os dois períodos analisados praticamente não sofrem influência de novos cli-

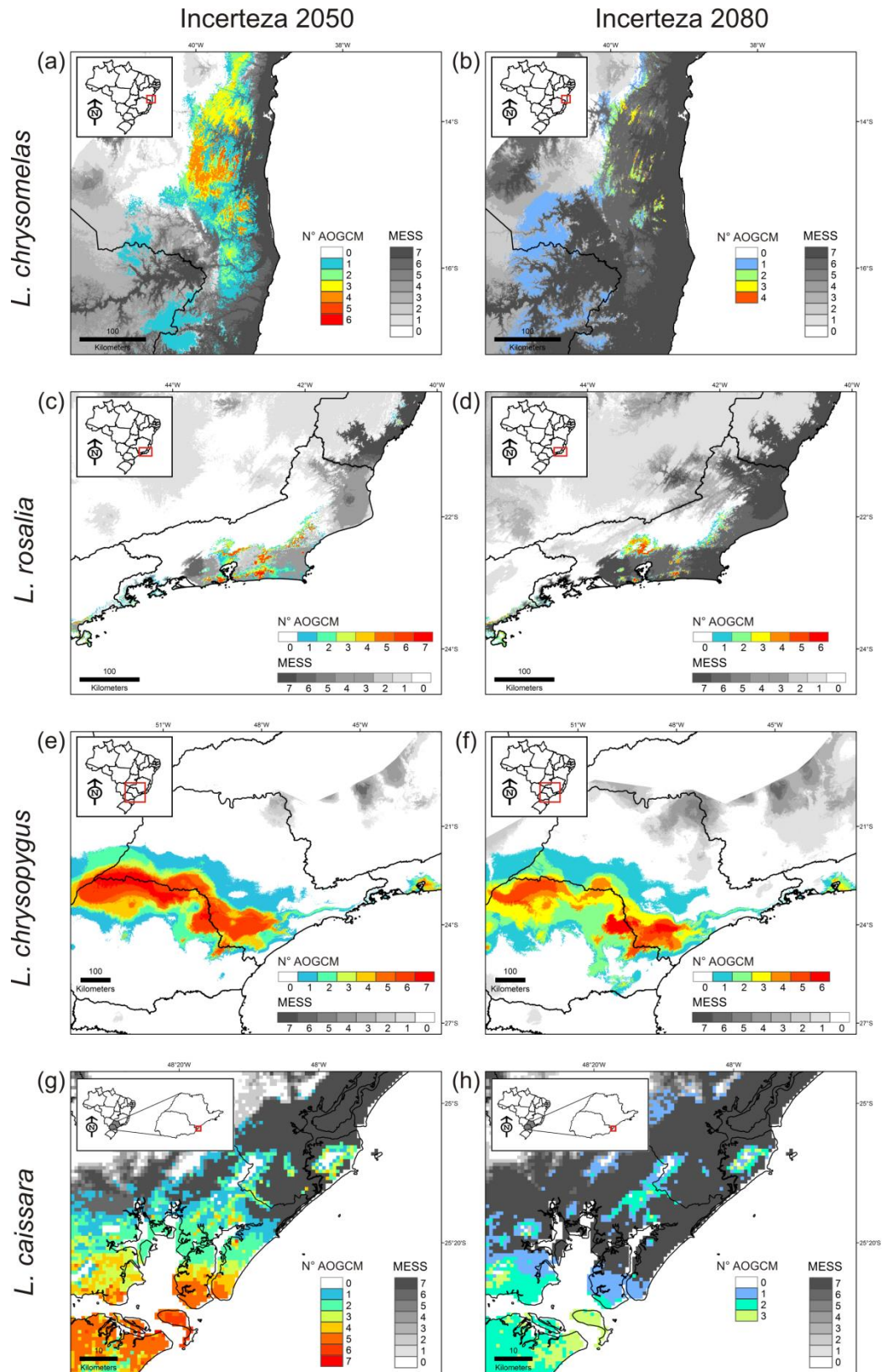


Figura 4. Resultado das projeções de adequabilidade ambiental para os anos de 2050 e 2080 após a incorporação as incertezas obtidas pela análise MESS. A escala de cores refere-se ao número de AOGCMs que classificaram as regiões como ambientalmente adequadas após a exclusão das áreas com climas não análogos. A escala em cinza (MESS) indica o número de AOGCMs afetados pelas novidades climáticas.

mas (Fig. 4c,d). Todavia, o mesmo não ocorre com as áreas preditas como ambientalmente inadequadas (Fig. 4c,d). *Leontopithecus chrysopygus* foi a espécie que teve as predições menos comprometidas pela extrapolação dos modelos, sendo que tanto as áreas ambientalmente adequadas quanto as inadequadas mantiveram-se praticamente inalteradas (Fig. 4e,f).

4. Discussão

Na mesma direção de outros estudos com diversos outros táxons (ex. Araújo et al., 2011; Engler et al., 2011; Thomas et al., 2004; Virkkala et al., 2008), nossos resultados indicam uma forte tendência a perda de habitats adequados para o gênero *Leontopithecus* até o ano de 2080. Mesmo considerando regiões além daquelas adequadas no presente, este panorama ainda permanece. A única espécie para a qual as predições apontaram manutenção de adequabilidade em grande parte dos habitats foi *L. caissara*. Com exceção dos resultados de *L. chrysopygus*, a influência de climas não análogos nas predições mostrou-se bastante evidente, o que ressalta a importância da incorporação deste tipo incerteza em projeções climáticas. Sendo assim, os resultados apresentados aqui merecem uma interpretação ainda mais cautelosa.

Até pouco tempo, *L. chrysomelas* possuía uma população selvagem estimada em cerca de 6000 a 15500 indivíduos (Pinto e Rylands, 1997). No entanto, o tamanho cada vez mais reduzido dos remanescentes, somado ao isolamento das populações, vem impondo riscos expressivos a estes animais. Recentemente, Raboy et al. (2010) constataram o desaparecimento da espécie em diversas localidades, principalmente a oeste de sua distribuição original, onde a destruição da Floresta Atlântica fora mais intensa. Portanto, o baixo consenso entre os AOGCMs justamente nesta região pode representar uma possível ameaça adicional à persistência local de *L. chrysomelas* (Fig. 3a,b). Por outro lado, observa-se a manutenção da adequabilidade em uma faixa de habitat situada a leste da distribuição original da espécie (Fig. 3a,b). Ocupada em grande parte pela Cabruca, um tipo de agrofloresta utilizada para sombrear plantações de cacau e comumente habitada por micos-leões-de-cara-dourada (Pinto e Rylands, 1997; Raboy et al. 2004), a região é responsável por abrigar a maioria dos remanescentes adequados à espécie (Fig. 1a). Embora o consenso mínimo entre os AOGCMs não tenha sido atingido em grande parte desta região, os resultados indicam que, aparentemente, ali a exposição às mudanças climáticas tende a ser menos intensa (Fig. 3a,b). Apesar das incertezas referentes aos climas não análogos, a potencial exposição da porção oeste é um fato que merece atenção, dado o atual declínio populacional constatado na área (Raboy et al. 2010). Além disso, evidências indicam que variações climáticas recentes vem aumentando a aridez no nordeste do Brasil (Silva,

2004), o que ressalta a susceptibilidade da região às mudanças do clima. A potencial manutenção da adequabilidade na região leste reforça a necessidade da proteção destas áreas, sobretudo da Cabruca, floresta que além de fornecer recursos alimentares (Raboy et al., 2004), pode servir como corredor à dispersão de *L. chrysomelas* (Raboy et al., 2010; Zeigler et al., 2010). Ainda, nossos resultados indicam a possibilidade de que o único remanescente com tamanho suficiente para abrigar uma população mínima viável de micos-leões perca parte de sua adequabilidade no futuro (Fig. 2a), o que pode comprometer a manutenção de uma população autossustentável no local. Uma vez que esta área é compreendida pela Reserva Biológica de Una e pelo Refúgio Biológico de Una, a extensão deste impacto pode ser observada na Tab. 2.

O restabelecimento de uma parcela significativa das populações de *L. rosalia* fez seu programa de conservação ser considerado um grande exemplo de sucesso (Kierulff et al., 2012). Estimativas recentes sugerem a existência de aproximadamente 1500 indivíduos na natureza, divididos em 18 populações (Holst et al., 2006; Ruiz-Miranda et al., 2008). Entretanto, a última análise de viabilidade populacional (AVP) realizada para a espécie indicou que somente seis destas populações seriam potencialmente viáveis a longo prazo (Holst et al. 2006). Como grande parte destes animais provêm de reintroduções e translocações, atualmente estas seis populações concentram-se na Reserva Biológica Poço das Antas e em cinco outras áreas no seu entorno (Holst et al., 2006; Ruiz-Miranda et al., 2008). Com o intuito de viabilizar a longevidade destas populações, um programa de manejo metapopulacional vem sendo conduzido na região e envolve, entre outras ações, a implantação de corredores florestais, a reintrodução de indivíduos provenientes de cativeiros e a translocação de grupos provenientes de áreas ameaçadas (Grativol et al., 2008; Kierulff et al., 2012). Além de sustentar a persistência da espécie na natureza, a manutenção destas populações é importante pois elas podem, potencialmente, servir como fontes capazes de prover a dispersão - manejada ou não - necessária para garantir o sucesso de populações menores (Holst et al., 2006). No entanto, para que populações mantenham-se como fontes é importante que seus habitats retenham condições ambientais favoráveis à sua persistência (Andrén, 1994; Lande, 1987). Na contramão desta premissa, nossos resultados indicam uma potencial perda de habitats em grande parte da distribuição original de *L. rosalia*, incluindo as áreas da REBIO Poço das Antas, da REBIO União

e regiões adjacentes (Fig. 3c,d, Fig. 2b e Tab. 2). Habitats adequados serão mantidos somente em pequenas manchas esparsas as quais, em sua maioria, encontram-se afastadas das populações atuais (Fig. 3c,d). O único remanescente com tamanho suficiente para sustentar uma PMV de *L. rosalia* perderá sua adequabilidade antes de 2050 (Fig. 2b). Entretanto, por estar localizado na porção sul do estado do Rio de Janeiro, este local já não abriga populações do mico-leão-dourado. A distribuição atual da espécie, exceto por uma população (Burity et al., 2007), restringe-se a região central da planície litorânea do estado (Kierulff e Rylands, 2003) e, portanto, tendências observadas em outras regiões não serão abordadas. Novamente, apesar da influência de climas não análogos (Fig 4c,d), a exposição das populações nucleares da espécie merece atenção, uma vez que a possibilidade deste cenário interferir negativamente nas respostas da espécie ao manejo metapopulacional não pode ser descartada.

Com cerca de 1000 indivíduos restantes na natureza (Kierulff et al., 2008b; Valladares-Padua et al., 2002), *L. chrysopygus* talvez seja o mico-leão que enfrente o maior grau de isolamento atual, dado que as 11 populações conhecidas da espécie distribuem-se esparsamente pelo estado de São Paulo (Kierulff et al., 2008b). Destas, a única considerada viável a longo prazo localiza-se no Parque Estadual Morro do Diabo e conta com cerca de 820 indivíduos distribuídos em uma área de aproximadamente 34000 ha (Kierulff et al., 2008b; Valladares-Padua et al., 2002). Sendo assim, o manejo metapopulacional da espécie depende profundamente desta população, uma vez que as demais são pequenas e susceptíveis a desaparecerem ao longo do tempo (Holst et al., 2006; Valladares-Padua et al., 2002). Porém, como mencionado anteriormente, habitats adequados são importantes para a manutenção de populações fonte (Andrén, 1994; Lande, 1987). Nossos resultados indicam que até o ano de 2050 grande parte da porção sul da distribuição original da espécie não será exposta às mudanças no clima (Fig. 3e) Contudo, este panorama não será mantido até 2080, período no qual perdas de adequabilidade são previstas para a maioria destas áreas, incluindo a região do Parque Estadual Morro do Diabo (Fig. 3f). A não influência das novidades climáticas sobre os resultados (Fig. 4e,f) proporciona suporte adicional às predições, reduzindo as incertezas e aumentando o grau de confiança sobre a potencial alteração das condições atuais de adequabilidade. Por outro lado, habitats favoráveis serão mantidos na porção sudeste do estado de São Paulo (Fig. 3e,f). Conhecida como

Serra de Paranapiacaba, esta região faz parte do complexo de montanhas da Serra do Mar e compreende, atualmente, um dos maiores contínuos de Floresta Atlântica protegida do Brasil (Ribeiro et al., 2009). Embora uma nova população de *L. chrysopygus* tenha sido recentemente encontrada na região (Röhe et al., 2003), a ocorrência da espécie nas unidades de conservação próximas ao local da descoberta ainda é desconhecida (Holst et al., 2006; Rylands et al., 2002b). Apesar disso, o alto grau de preservação somado a manutenção da adequabilidade ambiental na região (todos os remanescentes com tamanho mínimo para sustentar PMVs concentram-se ali; Fig. 2c) faz destas reservas peças chave à conservação da espécie sob o contexto das mudanças climáticas. Os ganhos e perdas de adequabilidade nas reservas da Serra de Paranapiacaba (i.e. Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira, Parque Estadual Carlos Botelho e Parque Estadual Intervales) podem ser observados na Tab. 2.

Com a menor população entre todo o gênero, cerca de 400 indivíduos (Nascimento et al., 2011), *L. caissara* é o mico-leão cujas predições sugerem o cenário mais otimista (Fig. 3g,h e Tab. 2). A tendência à manutenção da adequabilidade em uma porção expressiva de sua área de ocorrência atual indica que a espécie será estar pouco exposta às mudanças no clima. Consideramos que a ligeira perda de habitat observada no Parque Estadual do Lagamar de Cananéia (Tab. 2) não é motivo para maiores preocupações, dada a possível sobreprevisão dos modelos na área (ver resultados) e a alta influência de climas não análogos no resultado (Fig. 4g,h). Contudo, vale ressaltar que *L. caissara* ocorre em uma região litorânea, restrita e de baixa altitude, cercada por barreiras geográficas dificilmente transponíveis. A maior parcela de sua população está localizada na Ilha do Superagui e a população continental, em grande parte de sua distribuição, está circundada por montanhas. Nesse sentido, efeitos indiretos das mudanças climáticas, como por exemplo a elevação do nível do mar, ainda podem impor riscos para a espécie em longo prazo.

Apesar da avaliação quantitativa da extensão e magnitude da influência de climas não análogos nas projeções, outras fontes de incerteza ainda podem estar associadas aos resultados apresentados, como por exemplo a utilização de apenas um algoritmo de MNE e de apenas um cenário de mudanças climáticas (Araújo e New, 2007; Diniz-Filho et al., 2009). No entanto, decidir qual algoritmo mais se aproxima da realidade pode ser bastante problemático, principalmente quando

projetamos respostas das espécies a alterações climáticas, situação na qual a diferença entre os algoritmos pode representar uma fonte expressiva de incerteza (Diniz-Filho et al., 2009). Contudo, Maxent apresenta desempenho superior a diversos outros modelos baseados em registros de presença (Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006). Ainda, recentes avanços como a possibilidade do uso de métricas mais robustas para avaliação do ajuste dos modelos (e.g. AICc; Warren e Seifert, 2011), bem como a implementação de análises capazes de mapear novidades climáticas (e.g. MESS, Elith et al. 2010), fazem do Maxent um algoritmo particularmente útil neste tipo de abordagem. Quanto a utilização de apenas um cenário climático, estudos de escopo semelhante mostram que cenários de mudanças mais severas (e.g. A1FI e A2) habitualmente geram previsões mais pessimistas (e.g. Araújo et al., 2011; Engler et al., 2011; Gibson et al. 2010). Sendo assim, um cenário mais severo provavelmente indicaria uma exposição ainda maior das populações de *Leontopithecus*. Sendo que nossos resultados já sugerem um panorama no qual as principais populações atuais do gênero podem ser ameaçadas por mudanças no clima, acreditamos que um cenário adicional não alteraria a essência dos resultados. Ainda, Diniz-Filho et al. (2009) ao particionarem e mapearem as incertezas em previsões sobre mudanças climáticas, demonstraram que diferentes cenários representam a menor fonte de incerteza quando comparados a diferentes modelos de nicho ecológico e diferentes AOGCMs.

Como mencionado anteriormente, uma avaliação refinada dos impactos das mudanças climáticas requer uma base de dados que seja capaz de ponderar as diferentes facetas da vulnerabilidade dos organismos (Dawson et al., 2011; Williams et al., 2008). Os resultados aqui apresentados proporcionam a primeira estimativa sobre quando e onde as populações de *Leontopithecus* serão expostas aos efeitos das mudanças climáticas. Contudo, este é apenas o primeiro passo em direção à compreensão da relação entre a persistência destes primatas e o clima. Em virtude da potencial exposição das principais populações de micos-leões, fica evidente a importância da condução de estudos que examinem os demais aspectos da vulnerabilidade do gênero. Um quadro de trabalho mecanicista, o qual associasse modelos populacionais (Keith et al., 2008) e ecofisiológicos (Kearney e Porter, 2009), seria uma maneira útil para avaliarmos a sensibilidade e capacidade de adaptação das espécies (Dawson et al., 2011). Outra abordagem interessante reside na integração entre métodos que estimem a história demográfica das populações

(e.g. Ho e Shapiro, 2011) e reconstruções de distribuições ancestrais via MNE. Sendo o clima um determinante crucial da distribuição de *Leontopithecus*, seria esperado que aumentos ou declínios no tamanho das populações fossem diretamente proporcionais, respectivamente, a expansão ou contração da distribuição das espécies (e.g. Lorenzen et al., 2011). Por fim, o monitoramento das tendências populacionais do gênero através de metodologias que possibilitem a obtenção de estimativas acuradas (e.g. Savage et al., 2010) também poderia lançar luz sobre a relação entre variações climáticas e flutuações populacionais ao longo do tempo (Shoo et al., 2005).

5. Conclusão

Neste estudo, aplicamos um rigoroso procedimento de construção e seleção de modelos de nicho ecológico para investigar a exposição das quatro espécies do gênero *Leontopithecus* às mudanças climáticas. Caso as previsões sobre as alterações no clima tornem-se verdadeiras, nossos resultados indicam que, exceto por *L. caissara*, importantes populações de *L. chrysomelas*, *L. chrysopygus* e *L. rosalia* serão potencialmente expostas às mudanças climáticas. Devido a particular susceptibilidade do gênero a este tipo de perturbação, esta exposição pode representar uma ameaça relevante à sua conservação em longo prazo. Nossos resultados reiteram a importância da preservação da agrofloresta de Cabruca para *L. chrysomelas*, da busca por novas populações de *L. chrysopygus* na região da Serra de Paranapiacaba e, por fim, do monitoramento das populações localizadas nas regiões mais expostas às alterações do clima, principalmente aquelas consideradas viáveis em longo prazo. Apesar do rigor de nossas análises, informações adicionais ainda são necessárias para que possamos mensurar de maneira mais completa e menos incerta a relação entre o clima e a persistência destes animais. Nesse sentido, estudos que visem investigar outros aspectos da vulnerabilidade do gênero devem ser priorizados em um futuro próximo. Esperamos que o presente estudo impulse a incorporação da questão climática às ações e estudos direcionados ao grupo, gerando subsídios cada vez mais adequados à conservação deste já ameaçado gênero de primatas.

6. Referências

- Akaike, H., 1974. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control** 19, 716-723.
- Anderson, R. P., Raza, A., 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. **J. Biogeogr.** 37, 1378–1393.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat. **Oikos** 71, 355–366.
- Araújo, M.B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D., Thuiller, W., 2011. Climate change threatens European conservation areas. **Ecol. Lett.** 14, 484-492.
- Araújo, M.B., Cabeza, M., Thuiller, W., Hannah, L., Williams, P.H., 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. **Glob. Change Biol.** 10, 1618-1626.
- Araújo, M.B., New, M., 2007. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends Ecol. Evol.** 22, 42–47.
- Araújo, M.B., Pearson, R.G., 2005. Equilibrium of species' distributions with climate. **Ecography** 28, 693-695.
- Araújo, M.B., Whittaker, R.J., Ladle, R.J., Erhard, M., 2005. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. **Global Ecol. Biogeogr.** 14, 529–538.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S.P., et al., 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecol. Modell.** 222, 1810-1819.
- Bean, W.T., Stafford, R., Brashers, J.S., 2011. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. **Ecography** 34, 1-9.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., Bradshaw, C.J.A., 2008. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends Ecol. Evol.** 23, 453-460.
- Burity, C.H.F., Cruz, L.D., Rocha, V.L., Conceição, N.B., Luz, D.E., et al., 2007. Golden lion tamarins, *Leontopithecus rosalia* (Linnaeus, 1766), in the Taquara Municipal Natural Park (Duque de Caxias, RJ): a southern extension of the known range. **Neotrop. Primates** 14, 30-31.
- Carvalho, S.B., Brito, J.C., Pressey, R.L., Crespo, E., Possingham, H.P., 2010. Simulating the effects of using different types of species distribution data in reserve selection. **Biol. Conserv.** 143, 426–438.

Coimbra-Filho, A., 1970. Acerca da redescoberta de *Leontideus chrysopygus* (Mikan, 1823) e apontamentos sobre sua ecologia (Callitrichidae, Primates). **Revista Brasileira de Biologia** 30, 609-615.

Collen, B., Ram, M., Zamin, T., McRae, L., 2008. The tropical biodiversity data gap: addressing disparity in global monitoring. **Trop. Conserv. Science** 1, 75-88.

Cox, C.B., Moore, P.D., 2005. **Biogeography: an ecological and evolutionary approach**. Blackwell Publishing, Oxford.

Davis, M.B., Shaw, R.G., 2001. Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. **Science** 292, 673-679.

Dawson, T.P., Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. **Science** 332, 53-58.

Dietz, J.M., Peres, C.A., Pinder, L., 1997. Foraging ecology and use of space in wild golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). **Am. J. Primatol.** 41, 289-305.

Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Rangel, T.F.L.B., Loyola, R.D., Hof, C., et al., 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate changes. **Ecography** 32, 897-906.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., et al., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography** 29, 129-151.

Elith, J., Kearney, M., Phillips, S., 2010. The art of modelling range-shifting species. **Methods Ecol. Evol.** 1, 330-342.

Engler, R., Randin, C.F., Thuiller, W., Dullinger, S., Zimmermann N.E., et al., 2011. 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. **Glob. Change Biol.** 17, 2330-2341.

Fitzpatrick, M.C., Hargrove, W.H., 2009. The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. **Biodivers. Conserv.** 18, 2255-2261.

Franklin, J., 2010. Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. **Divers. Distrib.** 16, 321-330.

Grativol, A.D., Ballou, J.D., Fleischer, R.C., 2001. Microsatellite variation within and among recently fragmented populations of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **Conserv. Genet.** 2, 1-9.

Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R., de Godoy Teixeira, A.M., Schmidt, M.A.R., 2008. Abordagem de metapopulação para a conservação dos micos-leões-dourados na paisagem fragmentada da bacia do rio São João, RJ, in: de Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R. (Eds.), **Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Associação Mico-Leão-

Dourado, Rio de Janeiro e Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campo dos Goytacazes.

Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis, S.G., Gregory, R.D., Smith, K.W., Huntley, B., 2008. Performance of climate envelope models in retrodicting recent changes in bird population size from observed climatic change. **Biol. Lett.** 4, 599–602.

Gibson, L., McNeill, A., de Tores, P., Wayne, A., Yates, C., 2010. Will future climate change threaten a range restricted endemic species, the quokka (*Setonix brachyurus*), in south west Australia? **Biol. Conserv.** 143, 2453-2461.

Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecol. Lett.** 8, 993-1009.

Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecol. Modell.** 135, 147-186.

Hannah, L., Midgley, G., Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R., Williams, P., 2007. Protected area needs in a changing climate. **Front. Ecol. Environ.** 5, 131-138.

Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., 2005. **Ecosystems and human well-being: current state and trends, vol. 1.** Findings of the condition and trends working group of the Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.

Heltne, P.G., 1978. Demography and wildlife management of tamarins and marmosets. **Primates Med.** 10, 30-36.

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography** 29, 773-785.

Hershkovitz, P., 1977. Genus *Leontopithecus* Lesson, Lion tamarins in: Hershkovitz, P., **Living New World Monkeys (Platyrrhini) With an Introduction To Primates.** University of Chicago Press, Chicago, pp. 807-824.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **Int. J. Climatol.** 25, 1965-1978.

Hijmans, R.J., Graham, C.H., 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. **Glob. Change Biol.** 12, 2272-2281.

Ho, S.Y.W., Shapiro, B., 2011. Skyline-plot methods for estimating demographic history from nucleotide sequences. **Mol. Ecol. Resour.** 11, 423–434.

Holst, B., Medici, E.P., Marino-Filho, O.J., Kleiman, D., Leus, K., et al., 2006. **Lion Tamarin Population and Habitat Viability Assessment Workshop 2005: final report.** IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group, Apple Valley.

Isaac, J.L., Vanderwal, J.J., Johnson, C.N., Williams, S.E., 2009. Resistance and resilience: quantifying relative extinction risk in a diverse assemblage of tropical mammals. **Divers. Distrib.** 15, 280–288.

IPCC, 2007a. Summary for policymakers, in: Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J., Hanson, C.E. (Eds.), **Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of working group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press, Cambridge, pp. 7-22.

IPCC, 2007b, Summary for policymakers, in: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., et al. (Eds.), **Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1-18.

IUCN, 2012. **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2012.1. www.iucnredlist.org, Downloaded on 21 September 2012.

Kearney, M., Porter, W., 2009. Mechanistic niche modeling: combining physiological and spatial data to predict species' ranges. **Ecol. Lett.** 12, 334–350.

Keith, D.A., Akçakaya, H.R., Thuiller, W., Midgley, G.F., Pearson, R.G., et al., 2008. Predicting extinction risks under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. **Biol. Lett.** 4, 560-563.

Kierulff, M.C.M., Ruiz-Miranda, C.R., de Oliveira, P.P., Beck, B.B., Martins, et al., 2012. The Golden lion tamarin *Leontopithecus rosalia*: a conservation success story. **Int. Zoo Yearbook** 46, 36–45.

Kierulff, M.C.M., Rylands, A.B., 2003. Census and distribution of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). **Am. J. Primatol.** 59, 29-44.

Kierulff, M.C.M., Rylands, A.B., Mendes, S.L., de Oliveira, M.M., 2008a. *Leontopithecus chrysomelas*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2012.1. www.iucnredlist.org, Downloaded on 21 September 2012.

Kierulff, M.C.M., Rylands, A.B., Mendes, S.L., de Oliveira, M.M., 2008b. *Leontopithecus chrysopygus*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2012.1. www.iucnredlist.org, Downloaded on 21 September 2012.

Kierulff, M.C.M., Rylands, A.B., de Oliveira, M.M., 2008c. *Leontopithecus rosalia*, in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2012.1. www.iucnredlist.org, Downloaded on 21 September 2012.

Kierulff, M.C.M., Rylands, A.B., Mendes, S.L., de Oliveira, M.M., 2008d. *Leontopithecus caissara*. in: IUCN 2012. **IUCN Red List of Threatened Species.** Version 2012.1. www.iucnredlist.org, Downloaded on 21 September 2012.

- Kumar, P., 2012. Assessment of impact of climate change on Rhododendrons in Sikkim Himalayas using Maxent modelling: limitations and challenges. **Biodivers. Conserv.** 21, 1251-1266.
- Lande, R. (1987) Extinction thresholds in demographic models of territorial populations. **Am. Nat.** 130, 624-635.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G., 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography** 28, 385-393.
- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., et al., 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. **Conserv. Biol.** 17, 1591-1600.
- Lorenzen, E.D., Nogués-Bravo, D., Orlando, L., Weinstock, J., Binladen, J., et al., 2011. Species-specific responses of Late Quaternary megafauna to climate and humans. **Nature** 479, 359-364.
- Lorini, M.L., Persson, V.G., 1994. Status of field research on *Leontopithecus caissara*: the Black-Faced Lion Tamarin project. **Neotrop. Primates** 2 (suppl.), 52-55.
- Malcom, J.R., Liu, C., Neilson, R.P., Hansen, L., Hannah, L., 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. **Conserv. Biol.** 20, 538-548.
- Martins, M.M., Nascimento, A.T.A., Nali, C., Velastin, G.O., Mangini, P.B., et al., 2011. Genetic analysis reveals population structuring and a bottleneck in the black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). **Folia Primatol.** 82, 197-211.
- McCarty, J.P., 2001. Ecological consequences of recent climate change. **Conserv. Biol.** 15, 320-331.
- Mittermeier, R.A., Ratsimbazafy, J., Rylands, A.B., Williamson, L., Oates, J.F., et al., 2007. Primates in peril: the world's 25 most endangered primates, 2006-2008. **Primate Conserv.** 22, 1-40.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2012. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação**. <http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>, Downloaded on 25 September 2012.
- Nascimento, A.T.A., Prado, F., Valladares-Padua, C.B., De Marco Júnior, P., 2011. Population density of black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*). **Neotrop. Primates** 18, 17-21.
- Nogués-Bravo, D., 2009. Predicting the past distribution of species climatic niches. **Global Ecol. Biogeogr.** 18, 521-531.
- Nogués-Bravo, D., Rahbek, C., 2011. Communities under climate change. **Science** 334, 1070-1071.

Oliveira, L.C., 2010. **Ecology and demography of Golden-Headed Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysomelas*) in Cabruca agroforest, Bahia state, Brazil**. PhD Thesis. University of Maryland, USA.

Parmesan, C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.** 37, 637-669.

Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimatic envelope models useful? **Glob. Ecol. Biogeogr.** 12, 361-371.

Pereira, H.M., Leadley, P.W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J.P.W., et al., 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. **Science** 330, 1496–1501.

Pettorelli, N., 2012. Climate change as a main driver of ecological research. **J. Appl. Ecol.** 49, 542-545.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecol. Modell.** 190, 231-259.

Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography** 31, 161-175.

Pie, M.R., Meyer, A.L.S., Firkowski, C.R., Ribeiro, L.F., Bornschein, M.R., 2013. Understanding the mechanisms underlying the distribution of microendemic montane frogs (*Brachycephalus* spp., Terrarana: Brachycephalidae) in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Ecol. Modell.** 250, 165-176.

Pinto, L.P.S., Rylands, A.B., 1997. Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. **Folia Primatol.** 68, 161-180.

Raboy, B.E., Christman, M.C., Dietz, J.M., 2004. The use of degraded and shade cocoa forests by endangered golden-headed lion tamarins *Leontopithecus chrysomelas*. **Oryx** 38, 75-83.

Raboy, B.E., Neves, L.G., Zeigler, S., Saraiva, N.A., Cardoso, N., et al., 2010. Strength of habitat and landscape metrics in predicting golden-headed lion tamarin presence or absence in forest patches in southern Bahia, Brazil. **Biotropica** 42, 388-397.

Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J., Hirota, M.M., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biol. Conserv.** 142, 1141-1153.

Richardson, D.M., Whittaker, R.J., 2010. Conservation biogeography - foundations, concepts and challenges. **Divers. Distrib.** 16, 313-320.

Röhe, F., Antunes, A.P., Tófoli, C.H., 2003. The discovery of a new population of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. **Neotrop. Primates** 11, 75-76.

Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig, C., et al., 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature** 421, 57-60.

Root, T.L., Schneider, S.H., 2006. Conservation and climate change: the challenges ahead. **Conserv. Biol.** 20, 706-708.

Ruiz-Miranda, C.R., Grativol, A.D., de Oliveira, P.C., 2008. A espécie e sua situação na paisagem fragmentada, in: de Oliveira, P.P., Grativol, A.D., Ruiz-Miranda, C.R. (Eds.), **Conservação do mico-leão-dourado: enfrentando os desafios de uma paisagem fragmentada**. Associação Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro e Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campo dos Goytacazes.

Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M., Pinto, L.P.S., 2002b. Distribution and status of lion tamarins, in: Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (Eds.), **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 42–70.

Rylands, A.B., Mallinson, J.J.C., Kleiman, D.G., Coimbra-Filho, A.F., Mittermeier, R. A., et al., 2002a. A history of lion tamarin research and conservation, in: Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (Eds.), **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 3–41.

Rylands, A.B., Nogueira Neto, P., 1994. Conservation units and the protection of Atlantic Forest lion tamarins. **Neotrop. Primates** 2 (suppl.), 12-14.

Savage, A., Thomas, L., Leighty, K.A., Soto, L.H., Medina, F.S., 2010. Novel survey method finds dramatic decline of wild cotton-top tamarin population. **Nat. Commun.** 1, 1–7.

Schwartz, M.W., 2012. Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. **Biol. Conserv.** 155, 149-156.

Shoo, L.P., Williams, S.E., Hero, J.-M., 2005. Climate warming and the rainforest birds of the Australian Wet Tropics: using abundance data as a sensitive predictor of change in total population size. **Biol. Conserv.** 125, 335–343.

Silva, V.P.R., 2004. On climate variability in Northeast of Brazil. **J. Arid Environ.** 58, 575-596.

Sinclair, S.J., White, M.D., Newell, G.R., 2010. How useful are species distribution models for managing biodiversity under future climates? **Ecol. Soc.** 15, 8.

Soberón, J., 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecol. Lett.** 10, 1115-1123.

SOS MA/INPE (SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais), 2009. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica (2005-2008)**. São Paulo. <http://mapas.sosma.org.br>, Accessed on 9 December 2011.

Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., et al., 2004. Extinction risk from climate change. **Nature** 427, 145-148.

Thomas, C.D., Franco, A.M.A., Hill, J.K., 2006. Range retractions and extinction in the face of climate warming. **Trends Ecol. Evol.** 21, 415-416.

Urbina-Cardona, J.N., Flores-Villela, O., 2010. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for mexican herpetofauna. **Conserv. Biol.**, 24, 1031–1041.

Valladares-Padua, C.B., 1993. **The ecology, behavior and conservation of the Black-Faced Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*, Mikan 1913)**. PhD thesis. University of Florida, USA.

Valladares-Padua, C.B., Ballou, J.D., Martins, C.S., Cullen Jr., L., 2002. Metapopulation management for the conservation of black lion tamarins, in: Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (Eds.), **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 301–314.

VanDerWal, J., Murphy, H.T., Kutt, A.S., Perkins, G.C., Bateman, B.L., et al., 2012. Focus on poleward shifts in species' distribution underestimates the fingerprint of climate change. **Nat. Clim. Change** 2, 1-5.

Virkkala, R., Heikkinen, R.K., Leikola, N., Luoto, M., 2008. Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. **Biol. Conserv.** 141, 1343–1353

Warren, D.L., 2012. In defense of 'niche modeling'. **Trends Ecol. Evol.** 27, 497-500.

Warren, D.L., Glor, R.E., Turelli, M., 2010. ENMTools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. **Ecography** 33, 607–611.

Warren, D.L., Seifert, S.N., 2011. Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecol. Appl.** 21, 335-342.

Williams, S.E., Shoo, L.P., Isaac, J.L., Hoffmann, A.A., Langham, G., 2008. Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. **PLoS Biol.** 6, e325.

Zeigler, S.L., Fagan, W.F., DeFries, R., Raboy, B.E., 2010. Identifying important forest patches for the long-term persistence of the endangered golden-headed lion tamarin (*Leontopithecus chrysomelas*). **Tropical Conserv. Science** 3, 63-77.

Zeigler, S.L., Neel, M.C., Oliveira, L., Raboy, B.E., Fagan, W.F., 2011. Conspecific and heterospecific attraction in assessments of functional connectivity. **Biodivers. Conserv.** 20, 2779-2796.

Zimbres, B.Q.C., Aquino, P.P.U., Machado, R.B., Silveira, L., Jácomo, A.T.A., et al., 2012. Range shifts under climate change and the role of protected areas for armadillos and anteaters. **Biol. Conserv.** 152, 53-61.

7. Apêndices

7.1. Apêndice 1

Registros de ocorrência utilizados no estudo.

Espécie	Localidade	Longitude	Latitude	Fonte
<i>L. caissara</i>	Ariri (continente), São Paulo	-48.07083	-25.22083	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ariri (continente), São Paulo	-48.07916	-25.18750	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ariri (continente), São Paulo	-48.08749	-25.20416	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Rio dos Patos (continente), Paraná	-48.13749	-25.27083	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Rio dos Patos (continente), Paraná	-48.15416	-25.25416	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.07916	-25.24583	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.09583	-25.27083	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.10416	-25.28750	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.13749	-25.31250	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.14583	-25.32916	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.16249	-25.34583	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.18749	-25.36250	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.22916	-25.44583	Lorini, 2007
<i>L. caissara</i>	Ilha do Superagui, Paraná	-48.24583	-25.42916	Lorini, 2007
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Buerarema, Bahia	-39.32083	-14.95416	Hershkovitz, 1977
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Canavieiras, Bahia	-38.97083	-15.55416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Canavieiras, Bahia	-39.07083	-15.57083	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Canavieiras, Bahia	-39.20416	-15.38750	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Canavieiras, Bahia	-39.25416	-15.47083	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Gongoj, Bahia	-39.68749	-14.30416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Ilhéus, Bahia	-39.07083	-15.05416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Itambé, Bahia	-40.22083	-15.15416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Itapebi, Bahia	-39.67083	-15.77083	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Itapetininga, Bahia	-40.20416	-15.40416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Itarantim, Bahia	-40.07083	-15.50416	Pinto e Rylands, 1997

<i>L. chrysomelas</i>	Município de Itororó, Bahia	-39.95416	-15.13750	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Jussari, Bahia	-39.48749	-15.20416	Lima, 1990
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Nova Canaã, Bahia	-40.13749	-14.88750	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Poxim do Sul, Bahia	-39.02083	-15.47083	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Santa Cruz da Vitória, Bahia	-39.83749	-14.80416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.02083	-15.20416	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.03749	-15.35416	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.05416	-15.17083	Rylands et al., 1991-1992
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.05416	-15.25416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.08749	-15.28750	Rylands et al., 1991-1992, Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.13749	-15.30416	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.20416	-15.18750	Alves, 1990 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.20416	-15.28750	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.22083	-15.23750	Pinto e Rylands, 1997
<i>L. chrysomelas</i>	Município de Una, Bahia	-39.28749	-15.13750	Alves, 1990 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Buri, São Paulo	-48.75000	-23.75000	Valladares-Padua et al., 2000 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Buri, São Paulo	-48.54583	-23.92056	Lima et al., 2003
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Buri, São Paulo	-48.57694	-23.82194	Lima et al., 2003
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Buri, São Paulo	-48.65417	-23.70917	Lima et al., 2003
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Buri, São Paulo	-48.56722	-23.65194	Lima et al., 2003
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Euclides da Cunha Paulista, São Paulo	-52.50000	-22.40000	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Euclides da Cunha Paulista, São Paulo	-52.50000	-22.50000	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Gália, São Paulo	-49.70000	-22.40000	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Lençóis Paulista, São Paulo*	-48.98639	-22.75833	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Marabá Paulista, São Paulo	-52.26667	-22.13333	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Narandiba, São Paulo	-51.50000	-22.66667	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Pilar do Sul, São Paulo	-47.66889	-23.94139	Röhe et al., 2003
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Presidente Epitácio, São Paulo	-52.10000	-21.76667	Hershkovitz, 1977
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Presidente Venceslau, São Paulo	-51.83333	-21.86667	Hershkovitz, 1977
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Teodoro Sampaio, São Paulo	-52.33333	-22.50000	Valladares-Padua e Cullen, 1994 apud Rylands et al., 2002
<i>L. chrysopygus</i>	Município de Teodoro Sampaio, São Paulo	-52.16000	-22.53000	FNJV
<i>L. rosalia</i>	Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro	-42.91667	-22.78333	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-42.01667	-22.88200	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Cachoeiras de Macacu, Rio de Janeiro	-42.65000	-22.46667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-42.00300	-22.66667	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002

<i>L. rosalia</i>	Município de Casimiro de Abreu, Rio de Janeiro	-42.20000	-22.48333	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-42.00000	-22.56667	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Conceição de Macabu, Rio de Janeiro	-41.86667	-22.06667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Duque de Caxias, Rio de Janeiro	-43.30000	-22.78333	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-41.89583	-22.77083	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-42.13333	-22.70000	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Araruama, Rio de Janeiro	-42.38333	-22.71667	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Cabo Frio, Rio de Janeiro	-42.06667	-22.56667	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro	-42.55000	-22.56667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de São Pedro da Aldeia, Rio de Janeiro	-42.10000	-22.85000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Maricá, Rio de Janeiro	-42.70000	-22.91667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro	-42.48333	-22.48333	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Itaboraí, Rio de Janeiro	-42.86667	-22.75000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Itaguaí, Rio de Janeiro	-43.78333	-22.86667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Saquarema, Rio de Janeiro	-42.45000	-22.93200	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Macaé, Rio de Janeiro	-41.78333	-22.38333	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Magé, Rio de Janeiro	-43.03333	-22.65000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Mangaratiba, Rio de Janeiro	-44.03333	-22.95000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Maricá, Rio de Janeiro	-42.81667	-22.91667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Nilópolis, Rio de Janeiro	-42.58333	-22.81667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Niterói, Rio de Janeiro	-43.11667	-22.88333	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Nova Iguaçu, Rio de Janeiro	-43.45000	-22.75000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Paraíba do Sul, Rio de Janeiro	-41.06667	-21.61667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro	-42.31667	-22.56667	Kierulff, 1993 apud Rylands et al., 2002
<i>L. rosalia</i>	Município de Rio Bonito, Rio de Janeiro	-42.61667	-22.71667	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de São Gonçalo, Rio de Janeiro	-43.06667	-22.85000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de São João de Meriti, Rio de Janeiro	-43.36667	-22.80000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Silva Jardim, Rio de Janeiro	-42.28333	-22.65000	Hershkovitz, 1977
<i>L. rosalia</i>	Município de Rio de Janeiro, Rio de Janeiro	-43.28333	-22.96667	Hershkovitz, 1977

* As coordenadas fornecidas por Valladares-Padua e Cullen (1994) apud Rylands et al. (2002) não batem com a localidade mencionada (Fazenda Rio Claro, Município de Lençóis Paulista, São Paulo). Uma vez que a existência de uma população de micos-leões-pretos neste local é conhecida, optamos por buscar as coordenadas corretas em outros trabalhos conduzidos na mesma área para que pudéssemos confirmar a localidade. Assim, substituímos a coordenada original pela descrita no estudo de Ubaid (2009).

Referências

- Alves, M.C., 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. MSc thesis. Univ. of Florida, Gainesville, USA.
- FNJV - Fonoteca Neotropical "Jacques Viellard", Univ. Estadual de Campinas.
- Hershkovitz, P., 1977. Living new world primates (Platyrrhini) with and introduction to Primates, Vol. 1. University of Chicago Press, Chicago.
- Kierulff, M.C.M., 1993., Avaliação das populações selvagens de mico-leão-dourado, *Leontopithecus rosalia*, e propostas de estratégia para sua conservação. MSc thesis. Univ. Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- Lima, F.S., Silva, I.C., Martins, C.S., Valladares-Padua, C., 2003. On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Buri, São Paulo, Brazil. Neotrop. Primates 11, 76-77.
- Lima, M.G., 1990. Uma proposta para a conservação dos primatas da Mata Atlântica do sul da Bahia. MSc thesis. Univ. Federal da Paraíba, João Pessoa, Brazil.
- Lorini, M.L., 2007. Abordagem hierárquica e multiescalar para análises de distribuição geográfica da biodiversidade: sistemas quaternários costeiros da Mata Atlântica como estudo de caso. PhD thesis. Univ. Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil.
- Pinto, L.P.S., Rylands, A.B., 1997. Geographic distribution of the golden-headed lion tamarin, *Leontopithecus chrysomelas*: implications for its management and conservation. Folia Primatol. 68, 161-180.
- Röhe, F., Antunes, A.P., Tófoli, C.H., 2003. The discovery of a new population of black lion tamarins (*Leontopithecus chrysopygus*) in the Serra de Paranapiacaba, São Paulo, Brazil. Neotrop. Primates 11, 75-76.
- Rylands, A.B., Kierulff, M.C.M., Pinto, L.P.S., 2002. Distribution and status of lion tamarins, in: Kleiman, D.G., Rylands, A.B. (Eds.), Lion Tamarins: Biology and Conservation. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 42–70.
- Ubaid, F.K., 2009. Dinâmica da avifauna em dois remanescentes florestais no interior do estado de São Paulo, Brasil. MSc dissertation. Univ. Estadual Paulista, Botucatu, Brazil.
- Valladares-Padua, C., Prado, F., Maia, R.G., 2000. Survey of new populations of black-faced lion tamarin (*Leontopithecus caissara*) in São Paulo and Paraná states. Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), São Paulo. Unpublished report. Margot Marsh Biodiversity Foundation, Virginia. pp. 19.

7.2. Apêndice 2

Resultado do teste pareado de correlação de Pearson para a seleção das variáveis utilizadas na geração dos modelos globais (ver Material e Métodos). As variáveis selecionadas estão destacadas em negrito.

Legenda:

Variável	Nome
Alt	Altitude
Bio1	Temperatura média anual
Bio2	Variação Média Diária
Bio3	Isotermalidade (BIO2/BIO7) (* 100)
Bio4	Sazonalidade da Temperatura
Bio5	Temperatura Máxima do Mês Mais Quente
Bio6	Temperatura Mínima do Mês Mais Frio
Bio7	Variação da Temperatura Anual (Bio5-Bio6)
Bio8	Temperatura Média do Quarto Mais Seco
Bio9	Temperatura Média do Quarto Mais Úmido
Bio10	Temperatura Média do Quarto Mais Quente
Bio11	Temperatura Média do Quarto Mais Frio
Bio12	Precipitação Anual
Bio13	Precipitação do Mês Mais Chuvoso
Bio14	Precipitação do Mês Mais Seco
Bio15	Sazonalidade da Precipitação
Bio16	Precipitação do Quarto Mais Úmido
Bio17	Precipitação do Quarto Mais Seco
Bio18	Precipitação do Quarto Mais Quente
Bio19	Precipitação do Quarto Mais Frio

L. chrysomelas:

[illegible]

L. rosalia:

[illegible]

L. chrysopygus:

[illegible]

L. caissara:

[illegible]